



ISSN:1984-2295

Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe>



Relação do uso e da ocupação do município de Águas Lindas e seus impactos ambientais

Ana Clara Alves Melo¹, Lidiamar Barbosa Albuquerque², Marina de Fatima Vilela³

¹Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade de Brasília (UnB), Faculdade UnB de Planaltina (FUP), CEP: 73.345-010, Planaltina (DF), Brasil, Tel.: (+55 61) 99284-8859, anaclara_alves@hotmail.com, ²Doutora em Ecologia pela Universidade de Campinas (Unicamp), Pesquisadora, Embrapa Cerrados, BR 020, km 18, Rodovia Brasília/Fortaleza Planaltina, DF – Brasil – CEP 73310-970. Tel (+55 61 33889989), lidiamar98@yahoo.com (autor correspondente), ³Doutora em Ciências Florestais pela Universidade Federal de Viçosa, Pesquisadora, Embrapa Cerrados, BR 020, km 18, Rodovia Brasília/Fortaleza Planaltina, DF – Brasil – CEP 73310-970. Tel (+55 61 33889873), marina.vilela@embrapa.br

Artigo recebido em 08/05/2020 e aceito em 14/06/2021

RESUMO

As mudanças no uso e cobertura da terra provocam impactos nas paisagens e gera problemas ambientais. Nesse sentido, considerando o município de Águas Lindas – GO, o objetivo deste trabalho é identificar as áreas suscetíveis a erosão e avaliar a perda de solos. Para a análise do uso e cobertura da terra utilizou-se a base digital do Projeto MapBiomias no período de 1985 a 2017. A suscetibilidade erosiva foi feita pelo método Analytic Hierarchy Process (AHP), onde se analisou as variáveis ambientais (uso e ocupação do solo, geologia, geomorfologia, classes de solo e declividade) com dados multi-escalar, obtidos no Sistema Estadual de Geoinformação de Goiás (SIEG). A equação universal de perdas de solo (USLE) foi utilizada para estimar as perdas provocadas pelas erosões laminar e em sulcos, em relação ao clima, solo, topografia, uso e manejo do solo. Os resultados mostram que o processo de conversão foi constante até 1995 com 49% de cobertura natural e 49% de antrópica. A partir de 1995 a perda anual de áreas naturais do município foi cerca de 3%. A análise da suscetibilidade erosiva do município é muito forte. A perda de solos variou de 0 a 135 ton/ha.ano no município (nula a forte). A forma como as atividades agropastoris e urbana se desenvolveram, intensificaram o processo de degradação do solo. Entende-se que são necessárias mobilizações, fiscalizações e sensibilização nas formas de uso e ocupação do solo, contribuindo para o bem social e ambiental.

Palavras-chave: Uso e cobertura da terra; suscetibilidade erosiva; perda de solo; mitigação impactos ambientais.

Relationship to the use and occupation of Águas Lindas City and its environmental impacts

ABSTRACT

Changes in land use and land cover impacts landscapes and environmental problems. In this sense, considering the municipality of Águas Lindas - GO, the objective of this paper is: identify areas susceptible to erosion and assess soil loss. For the analysis of land use and land cover, the digital basis of the MapBiomias Project was used from 1985 to 2017. Erosion susceptibility was made by the Analytic Hierarchy Process (AHP) method, which analyzed the environmental variables (land use and occupation). soil, geology, geomorphology, soil classes and slope) with multi-scalar data obtained from the Goiás State Geoinformation System (SIEG). The universal soil loss equation (USLE) was used to estimate the losses caused by laminar and furrow erosion in relation to climate, soil, topography, soil use and management. The results show that the conversion process was constant until 1995 with 49% of natural cover and 49% of anthropic. From 1995 the annual loss of natural areas of the municipality was about 3%. The analysis of the erosive susceptibility of the municipality is very strong. Soil loss ranged from 0 to 135 tons / ha. year in the municipality (zero to strong). Agropastoral and urban activities developed in a way that intensified the process of soil degradation. It is understood that mobilization, supervision and sensitization in the forms of land use and occupation are necessary, contributing to the social and environmental good.

Keywords: Land use and land cover; erosive susceptibility; soil loss; mitigation environmental impacts.

Introdução

As mudanças no uso e na cobertura da terra têm provocado impactos nas paisagens e o agravamento dos problemas ambientais, comprometendo a sustentabilidade do ecossistema.

As principais consequências dessas alterações são a perda da biodiversidade, invasão de espécies, degradação de ecossistemas hídricos e edáficos e modificações climáticas regionais, (Klink e Machado, 2005; Sala et al., 2000; Oliveira, 2018).

Destaca-se que a influência antrópica gera diversos problemas relacionados ao solo, a ponto de Smith et al. (2016) declarar que todos os solos estão perturbados pela ação humana. Essa ação causa degradações dos solos, como: desertificação, perda de nutrientes, salinização, acidificação, poluição e compactação do solo, erosão etc. (Araújo et al., 2013).

Dentre as savanas tropicais, o Cerrado, considerado um dos *hotspots* mundiais de biodiversidade (Silva e Bates, 2002; Myers et al., 2000), já perdeu 56% de sua vegetação natural (Klink e Machado, 2005; Sano et al., 2010; MapBiomas, 2020), convertidas, principalmente, em pastagens cultivadas (29,5%), agricultura anual (8,5%) e agricultura perene (3,1%) (Brasil, 2015). Considerado a última fronteira agrícola do planeta (Bourlaug, 2002, citado por Klink e Machado, 2005), o Bioma Cerrado tem suas atividades agropecuárias intensificadas nas últimas décadas com o avanço da agricultura e de pastagens (Souza et al., 2019b).

Além de *hotspot* de biodiversidade, o Bioma Cerrados é o berço de águas para 8 das 12 grandes regiões hidrográficas brasileiras (Lima e Silva, 2008), e a despeito de sua importância apenas 11% da área do Bioma encontram-se em unidades de conservação e terras indígenas (Sano et al., 2019).

Considerando que a conservação do Bioma Cerrado é primordial à manutenção de bacias hidrográficas (Souza et al., 2019b), deve-se observar que a conversão de áreas naturais para pastagem reduz a permeabilidade do solo à água (Brito et al., 2019), influenciando negativamente os serviços ecossistêmicos, especialmente o funcionamento hidrológico do solo.

Nos espaços urbanos, a substituição do ambiente natural pela superfície construída tem o potencial de modificar o clima das cidades em intensidade maior do que a promovida pelas mudanças climáticas globais (Silva et al., 2019), acentuando as discussões e a busca por ações para o reestabelecimento da qualidade ambiental necessária ao bem-estar coletivo.

O município de Águas Lindas de Goiás, a 50 km de Brasília, possui um contingente populacional de 159.378 habitantes, com área total de 193,7 km² (IBGE, 2010). O seu crescimento acelerado e desordenado, o desmatamento frequente e a falta de boas práticas agrícolas, tem promovido perdas de solo por escoamento superficial, a formação de ravinas e voçorocas, o

assoreamento e o desbarrancamento das margens de rios, e a diminuição do volume hídrico subterrâneo, interferindo e comprometendo a qualidade e a quantidade da água dos mananciais, sobretudo, na Barragem do Descoberto, responsável pelo abastecimento de aproximadamente 60% do Distrito Federal (Lopes et al., 2009). Soma-se a esses fatores a falta de coleta de lixo e saneamento ambiental.

A busca por ações para o reestabelecimento da qualidade ambiental, necessária ao bem-estar da população de Águas Lindas de Goiás, bem como de demais municípios, deve-se iniciar pela compreensão da dinâmica de uso da terra no tempo e no espaço. Diversos estudos e metodologias podem auxiliar na compreensão e no entendimento da dinâmica de uso da terra (Souza et al., 2020), dentre os quais cita-se estudos sobre erosão e perda de solos (Simonett et al., 2018; Ramos et al., 2018) e seus métodos indiretos de determinação (Xavier et al., 2019), com destaque para a equação universal de perda de solo.

A equação universal de perda de solo, comumente denominada USLE (Universal Soil Loss Equation), tem se mostrado viável na determinação da fragilidade ambiental, subsidiando a adoção de práticas de controle, seleção de áreas prioritárias ao planejamento de serviços ambientais pontuais e a priorização de ações conservacionistas (Souza et al., 2019a).

Considerando o ambiente do município de Águas Lindas – GO, a intensificação da agricultura e o crescimento desordenado do espaço urbano, este trabalho objetivou analisar e mapear as áreas suscetíveis à erosão e as perdas de solo no município, subsidiando o planejamento de uso e de ocupação da área, a adoção de boas práticas e de ações protetivas, bem como a formulação de políticas públicas para o município e região de abrangência.

Metodologia

Área de estudo

O trabalho foi desenvolvido no município de Águas Lindas, Goiás, Brasil, localizado a 50 Km de Brasília (Figura 1). O município possui área de 193,7 km². De acordo com o Censo de 2010, possui cerca de 159.378 hab., com uma densidade demográfica de 823,46 hab./km² e apresenta um IDH médio de 0,686 (Atlas Brasil, 2013).

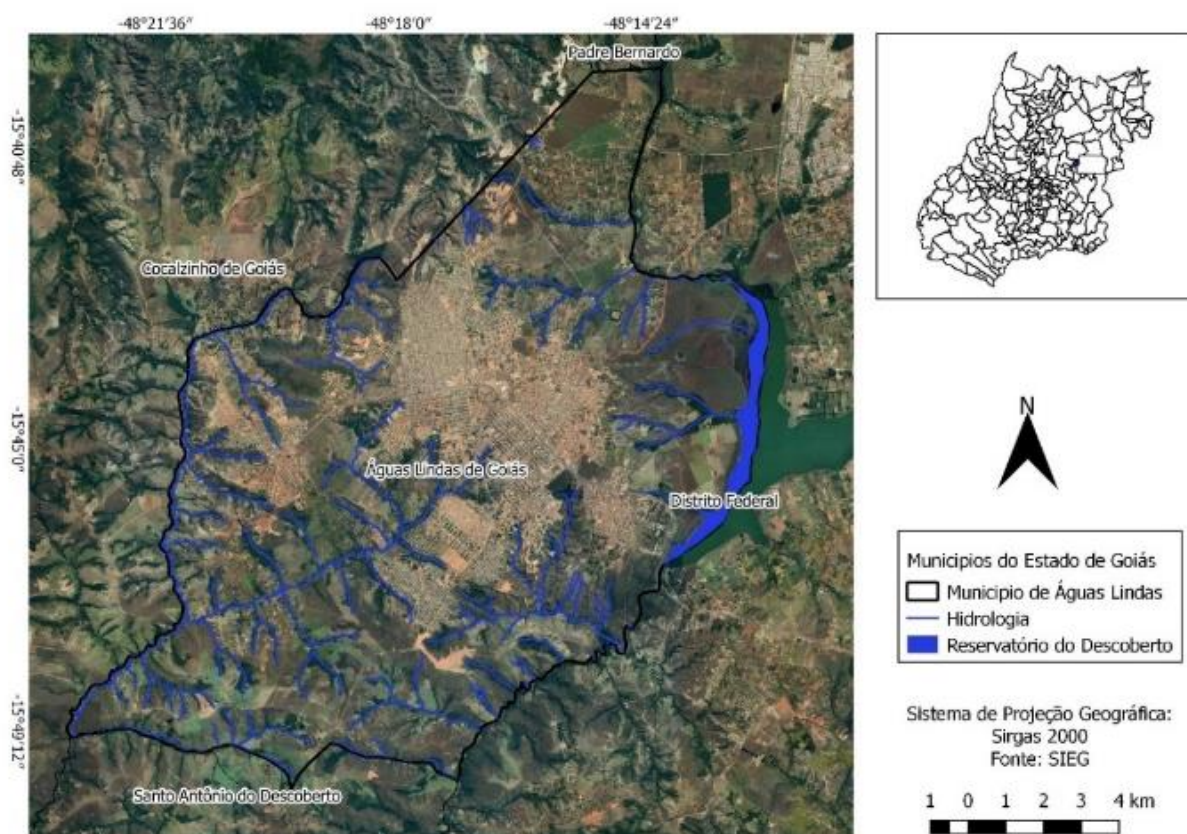


Figura 1. Localização do Município de Águas Lindas, GO, Brasil

O clima do município de Águas Lindas de Goiás é classificado por Silva e Evangelista (2016) como tropical de altitude com invernos secos e verões chuvosos. As temperaturas médias anuais variam de microrregião para microrregião; onde, no Sul, giram em torno de 20°C, e ao norte alcançam até 25°C. As precipitações ocorrem no período de outubro a abril com médias anuais que variam de 1200 mm a 1800mm.

Procedimentos Metodológicos

Os procedimentos baseiam-se nos trabalhos de: Pinese Júnior e Rodrigues (2012); Magalhães et al., (2012) e Silva et al., (2016). Estes autores trabalharam com a junção de variáveis ambientais para analisar processos erosivos. Levando em consideração a área de estudo e a disponibilidade dos dados, este trabalho foi analisado e desenvolvido com dados multi-escalar.

Dada as especificidades da área, o conhecimento prévio das variáveis ambientais e a disponibilidade dos dados, foram selecionadas cinco variáveis, sendo elas: uso e ocupação do solo, geologia, geomorfologia, classes de solo e declividade.

Uso e ocupação do solo

O mapeamento do uso e da cobertura do solo no município de Águas Lindas utilizou dados da base digital do Projeto MapBiomas (<http://mapbiomas.org/>), escala de 1:1.000.000. Foram utilizados os dados do uso e da ocupação do solo para período de 1985 a 2017, agrupados nas seguintes classes: Formação Florestal, Formação Savanica, Formação Campestre, Cultura Anual e Perene, Pastagem, Corpos D'Água, Infraestrutura Urbana e Mosaico de Agricultura e Pastagem. Efetuou-se o recorte do município como área de interesse.

Solo

A base de dados pedológica foi obtida do mapeamento de solo realizado pela Superintendência de Geologia e Mineração (SIC), escala de 1:500.000, disponibilizado pelo Sistema Estadual de Geoinformações de Goiás (SIEG: <http://www.sieg.go.gov.br/>).

O solo do município de Águas Lindas é formado por Latossolo (51%) e Cambissolo (47%). Alguns solos são mais propensos aos processos erosivos que outros, mesmo quando submetidos as mesmas condições ambientais, ou seja, cada tipo de solo está associado a um grau de erodibilidade, conforme Silva e Oliveira (2015) adaptado de

Salomão (1999) e Ross (2005). Os solos do município em questão apresentam erodibilidade de muito fraco e médio, no caso dos Latossolos e, muito forte, no caso dos Cambissolos.

Geologia

A base de dados geológica foi obtida do mapeamento de solo realizado pela Superintendência de Geologia e Mineração (SIC), escala de 1:500.000, disponibilizado pelo Sistema Estadual de Geoinformações de Goiás (SIEG: <http://www.sieg.go.gov.br/>).

No município de Águas Lindas de Goiás foram encontradas cinco formações geológicas: cobertura detrito-laterítica ferruginosa, depósitos aluvionares, formação chapada dos Pilões, quartzito e a unidade rítmica quartizítica intermediária. A cobertura detrito-laterítica ferruginosa abrange 73,324 km² (38%) da área total do município.

Segundo Dardenne (2000) a formação chapada dos Pilões, com 62,972 km² (32,5%) da área total é composta por quartzitos (10,963 km² - 5,5%), nas porções mais elevadas e com maior resistência aos processos erosivos; e filitos (38,331 km² - 20%) na parte de base.

Os depósitos aluvionares possuem maior ocorrência junto a rede de drenagem e aos canais fluviais (CPRM/SIC-SGM, 2008). No local essa formação representa área de 3,601 km² (2%). Por fim, a formação rítmica quartizítica intermediária (2%), que possui maior suscetibilidade erosiva em relação as outras unidades.

Geomorfologia

Os dados referentes a geomorfologia são provenientes do levantamento realizado pela SIC e estão disponíveis na escala de 1:500.000. Após o recorte para a área de estudo foram identificadas três unidades geomorfológicas: a Superfície Regional de Aplainamento II A com dissecação fraca (SRAIIA-Fr), a Superfície Regional de Aplainamento II A com dissecação forte (SRAIIA-Fo), e o Relevo de Morros e Colinas com dissecação forte (MC-Fo).

Segundo Latrubesse e Carvalho (2006) a SRAIIA-Fr compreende uma área de 83 km² (42%) e apresenta características de formação menos resistentes. A SRAIIA-Fo difere da SRAIIA-Fr por apresentar uma dissecação mais forte, cobrindo uma área de 107 km² (55%) da área total (Latrubesse e Carvalho, 2006). Por fim, a unidade MC-Fo, representando uma área de 3 km² (2%), é constituída por morros e colinas (Latrubesse e Carvalho, 2006).

Declividade

A declividade da área foi obtida por meio dos dados altimétricos especializados da Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), com resolução espacial de 1 segundo de arco, aproximadamente 30 metros (USGS, 2015) no endereço <https://earthexplorer.usgs.gov/>. A declividade foi agrupada nas classes Plano (0 a 3%), Suave-ondulado (3 a 8%), ondulado (8 a 20%), forte-ondulado (20 a 45%), montanhoso (45 a 75%) e escarpado (>75%) segundo Embrapa (1979).

Suscetibilidade à Erosão

Após a organização dos dados para a área de estudo, os pesos para cada uma das variáveis foram definidos a partir do método AHP proposto por Saaty (1991), utilizando-se a extensão “Easy AHP” do software Qgis. O grau de importância das variáveis foi definido conforme Souza et al., (2015). Eles são responsáveis por determinar o peso que cada variável tem na equação para definir a vulnerabilidade a erosão (Souza et al., 2015). Os valores referentes a cada variável, resultaram na seguinte equação, em que RSE significa Risco de Suscetibilidade Erosiva:

$$rse = dec * 0.372 + uso * 0.315 + solo * 0.174 + geomor * 0.078 + geo * 0.061$$

Equação 1

Ainda conforme Souza et al. (2015), o uso e cobertura da terra e a declividade são as variáveis mais relevantes para a equação; já a geologia é a variável que menos influencia em tal processo.

Após a definição do peso de cada uma das variáveis, os dados foram integrados por meio de uma álgebra de mapas, conforme Calderano Filho et al., (2014) e Costa et al., (2009), utilizando o Raster Calculator do Software ArcGis 10.3. Este procedimento possibilitou a geração de mapa de suscetibilidade à erosão para o município de Águas Lindas de Goiás-GO. Os dados e as informações constantes no mapa foram agrupados segundo as classes de suscetibilidade à erosão muito baixa, baixa, média, alta e muito alta, conforme Silva et al. (2016).

Perda de Solos

Para estimar a perda de solos foi utilizada a equação universal de perdas de solo (USLE), proposta por Wischmeier e Smith (1978), e adaptada para o Brasil por Bertoni e Lombardi Neto (1990), expressa pela seguinte equação:

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P$$

Equação 2

que compreende seis fatores:

A = perda de solo por unidade de área (ton/ha.ano);

Fator R = erosividade da chuva (MJ.mm/ha.h.ano);

Fator K = erodibilidade do solo (ton ha.h/(ha.MJmm);

Fator L = comprimento de rampa, em metros, (adimensional);

Fator S = declividade, em porcentagem, (adimensional);

Fator C = uso e manejo, (adimensional);

Fator P = práticas conservacionistas, (adimensional).

A erosividade (fator R) foi calculada a partir da equação 3 e 4, desenvolvida por Lombardi Neto e Moldenhauer (1980) e citada por Souza e Gasparetto (2012):

$$El30 = 67,355 (r^2/P)^{0,85}$$

Equação 3

$$R = \sum_{j=1}^{12} El30_j$$

Equação 4

Em que El30 = média mensal do índice de erosividade (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹); r = precipitação média mensal (mm); e P = precipitação média anual (mm) e; R= o somatório dos 12 meses calculados do EL30, sendo a média anual do índice de erosividade (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹).

Para o cálculo dos valores de erosividade da chuva (fator R), utilizaram-se dados de estações pluviométricas próximas à área de estudo, disponibilizados pela Agência Nacional de Águas na plataforma Hidroweb: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/apresentacao.jsf>. Posteriormente, a erosividade da chuva (Tabela 1) foi espacializada pelo método “Inverso do Quadrado da Distância”.

Tabela 1. Erosividade da chuva nas estações pluviométricas para o município de Águas Lindas, Go, Brasil.

| Estação | Operação | Latitude | Longitude | Erosividade |
|--------------|----------|-------------|-------------|-----------------|
| | | | | (MJ m/ha.h.ano) |
| Águas Lindas | dez/99 | 15° 44' 29" | 48° 18' 20" | 9513,23 |
| Descoberto | out/78 | 15° 46' 45" | 48° 13' 49" | 7879,39 |
| Brazlândia | jan/71 | 15° 39' 33" | 48° 11' 26" | 11741,20 |

Os valores da erodibilidade (fator K), foram atribuídos cada classe de solo (Figura 2). Os latossolos receberam o valor K de 0.013 ton.h/MJ.mm e os cambissolos K= 0.024 ton.h/MJ.mm (Baptista, 2003, citado por Lopes et al., 2009). Os cambissolos apresentam maior erodibilidade em relação aos latossolos, devido às suas características físicas e, sobretudo, quando associados à maior declividade.

Para a geração do fator topográfico LS, que representa o potencial topográfico de erosão hídrica laminar (Paranhos Filho, 2000), foram utilizados dados altimétricos espacializados da Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), com resolução espacial de 1 segundo de arco, aproximadamente 30 metros (USGS, 2015), disponível em <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Para a obtenção dos valores do fator LS, utilizou-se a ferramenta “LS -Factor, Field Based”, localizada na aba “Terrain Analysis” e na sub-aba

“Hydrology” do aplicativo SagaGis 2.3.2. O fator foi gerado com base nos cálculos de Wischmeier e Smith (1978). Os valores de LS são crescentes, iniciando-se em zero, que representa o menor potencial topográfico para erosão hídrica laminar.

Os fatores de uso e manejo do solo (C) e práticas conservacionistas (P) foram analisadas de forma integrada com as classes de uso e ocupação do solo. As classes de uso e ocupação do solo foram baseadas nos dados projeto MapBiomass do ano de 2017. Os valores do fator C e P foram obtidos dos estudos propostos por Stein et al. (1987). Quanto maior o índice dos fatores C e P, maiores serão as perdas de solo locais (Souza e Gasparetto, 2012).

Após o cálculo e a espacialização dos fatores R, K, L, S, C e P, efetuou-se uma álgebra de mapas segundo os critérios estabelecidos na equação universal de perdas de solo (USLE).

Resultados e discussão

Uso e ocupação da terra

Observou-se que no ano de 1985, a proporção de formação savânica e campestre era de aproximadamente 19% e 41%, enquanto as áreas de pastagens, agricultura e mosaico de agricultura e pastagem somavam juntas 27% de cobertura antrópica e a área urbana com 4% de cobertura (Figuras 2 e 3). Dessa forma, a cobertura natural (formação florestal, campestre e savânica) somava 66% do município e, a cobertura antrópica 31%.

O processo de conversão da cobertura natural seguiu em um ritmo relativamente constante até o ano de 1990, onde apresentou uma proporção aproximada de 49% de cobertura natural e 49% de cobertura antrópica. A partir deste ponto, as áreas antrópicas (pastagem, agricultura e área urbana) ultrapassaram as áreas naturais.

Ao longo do período observado, o município de Águas Lindas apresentou uma perda de aproximadamente 37 km² (19%) de sua cobertura natural ao longo dos anos de 1985 a 2017 (Figuras 2 e 3). Além disso, o município perdeu por ano cerca de 3% de áreas naturais, sendo convertidas para áreas antrópicas.

Entre as coberturas naturais, as Formações Savânicas e Campestres foram as que apresentaram as maiores modificações ao longo do período de trinta anos observados, 12 km² (7%) e 27 km² (14%), respectivamente. Por outro lado, a Formação Florestal apresentou um aumento de aproximadamente 2 km² (1%).

As coberturas antrópicas apresentaram diferentes comportamentos para cada classe. A classe Pastagem apresentou um aumento em torno de 19 km² (10%) durante o período avaliado. Os mosaicos de agricultura e pastagem aumentaram 5km² (2,5%) e as culturas anuais e perenes apenas 1km² (0,5%).

Os dados que foram coletados corroboram com Strassburg et al (2017) e com os dados do MapBiomias (2020), que afirmam que o Cerrado perdeu 88 Mha (46%) de sua vegetação nativa e que se mantidas as taxas de desmatamento atuais o Cerrado restante provavelmente será desmatado até 2050. Mais de trinta milhões de hectares foram anexados como novas áreas para atividades agropastoris no Cerrado, entre 1985 e 2018. Segundo Souza et al., 2019b, essas atividades avançaram principalmente sobre as formações savânicas, que apresentaram conversão de 18,7 m.ha. no período, sendo essas alterações ocorridas principalmente nos Estados da Bahia, Piauí, Maranhão e Mato Grosso. Isto pode ser observado no município de Águas Lindas, onde as áreas antrópicas (pastagem, agricultura e área urbana) superam as áreas naturais.

A Infraestrutura Urbana apresentou um crescimento em torno de 15 km² (8%) durante os anos observados, ocupando em 2017 cerca de 23 km² (12%), onde em meados dos anos 90 houve um crescimento com eixo norte-sul (Farias, 2014), local continuidade do relevo com uma feição mais aplainada e com declividades mais amenas (Couto Junior et al., 2007).

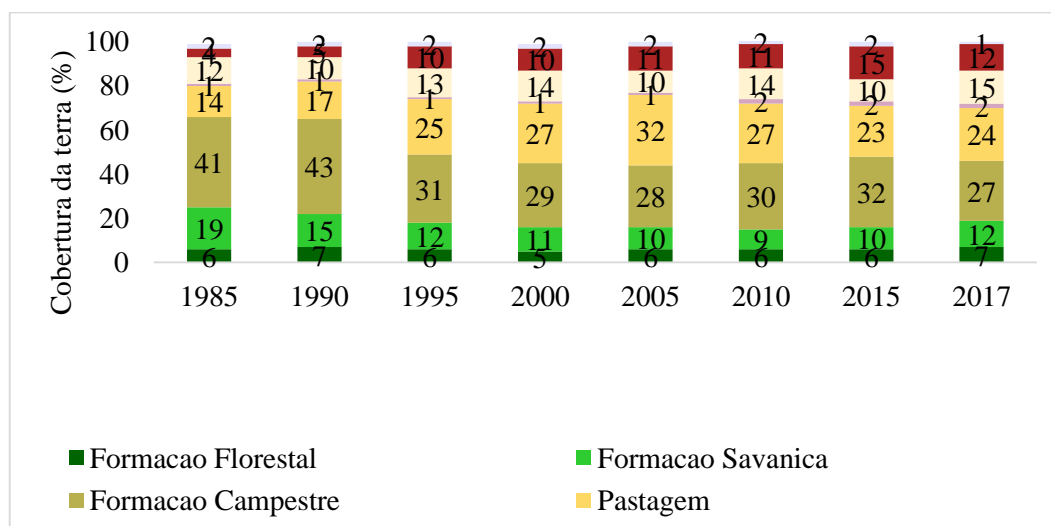


Figura 2. Evolução temporal da cobertura da terra do município de Águas Lindas entre os anos de 1985 e 2017.

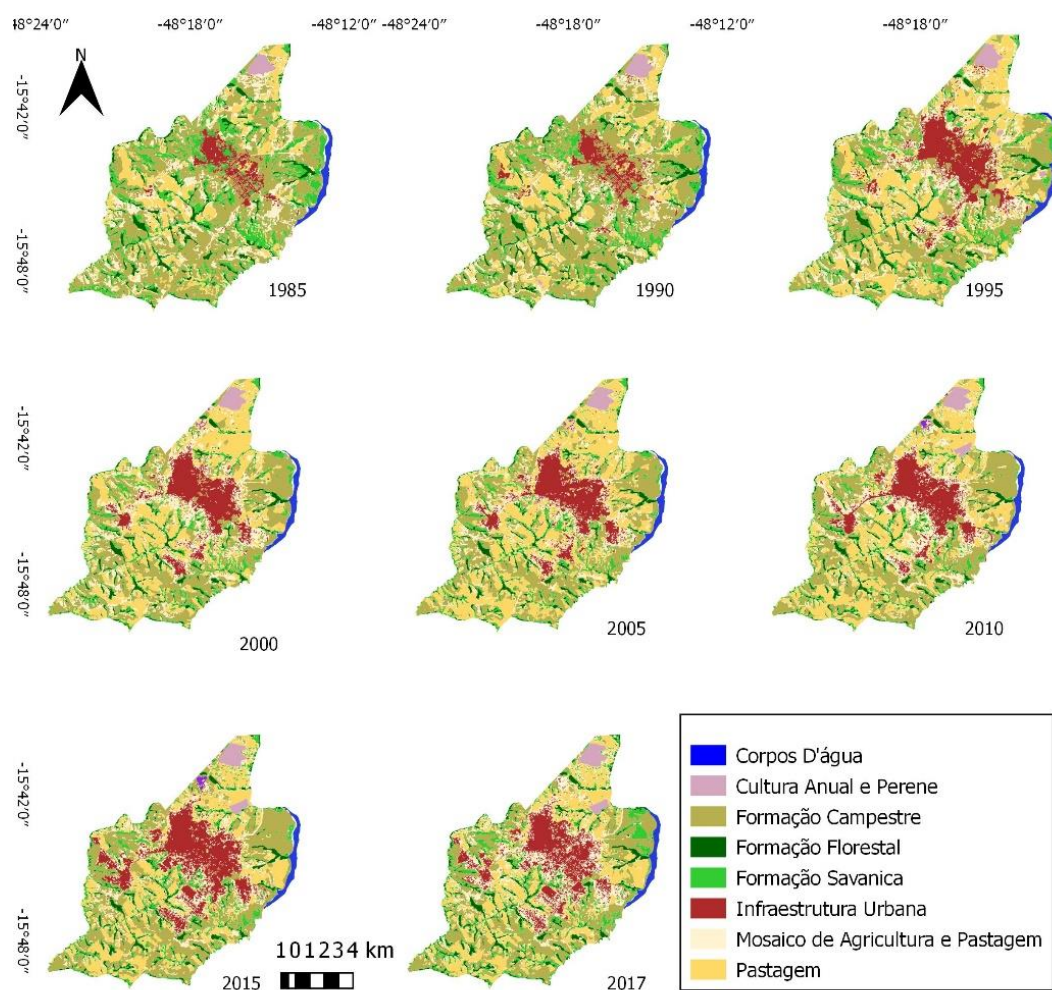


Figura 3. Evolução da cobertura da terra do município de Águas Lindas entre os anos de 1985 e 2017

A expansão do município de Águas Lindas de Goiás apresenta-se de desordenada e numerosa e não foi acompanhada de planejamento e de infraestrutura necessária (Oliveira e Lopes, 2008). Esta ocupação desordenada, sem planejamento e sem infraestrutura, promove problemas ambientais relacionados ao abastecimento de água, à impermeabilização do solo com alterações na taxa de infiltração, além de auxiliar a ocorrência de processos erosivos, sobretudo quando aliado à perda de cobertura vegetal. Cenário que segundo Strassburg et al (2017) pode ser evitado combinando-se políticas para conciliar a expansão agrícola, conservação do Cerrado remanescente e restauração de habitat crítico por meio da restauração ecológica.

McDonald et al. (2019) afirmaram que os efeitos diretos da expansão urbana resultam em

média 50% menos riqueza de espécies em locais urbanos em relação a um habitat natural intacto. Ainda segundo McDonald et al. (2019), o efeito indireto do crescimento urbano na biodiversidade é provavelmente muito maior que o efeito direto.

Nesse sentido, a restauração dos ecossistemas nas cidades e entornos representa uma medida eficaz para reverter os processos de degradação ambiental resultantes da urbanização (Silva et al., 2019).

Declividade

No mapa de declividade (Figura 4) observa-se que as classes mais expressivas no município de Águas Lindas são as classes suave ondulado e ondulado ocupando uma área de 81.322 km² (42%) e 68.301 km² (35%), respectivamente.

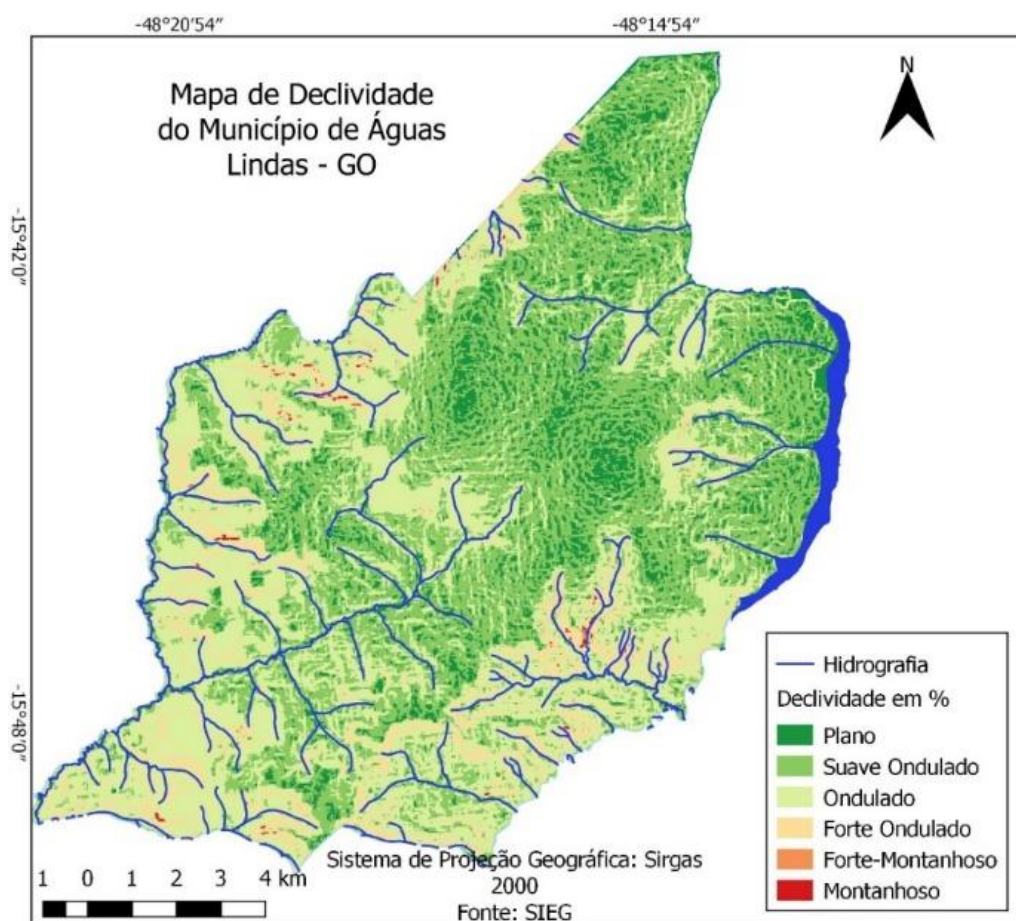


Figura 4. Declividade do município de Águas Lindas, Go.

Nas áreas com o relevo plano encontra-se, principalmente a classe de infraestrutura urbana (23%), pastagem (20%) e mosaico de agricultura e pastagem (17%). A cobertura natural de maior expressão são as formações campestres, com 15%.

Nas áreas com o relevo suave ondulado, as pastagens expressam 27% da área, seguido do mosaico de agricultura e pastagem, com 18% e da infraestrutura urbana, com 17%. As formações campestres (19%) possuem maior representatividade dentre as coberturas naturais.

Nas áreas com relevo ondulado as classes antrópicas com maior expressividade são as pastagens (25%) e mosaico de agricultura (11%). As coberturas naturais com maior área são as formações campestres (36%) e formações savânicas (14%).

Nas áreas fortes onduladas predominam as coberturas naturais, dentre elas as formações campestres (47%) e formações savânicas (27%). As pastagens configuram 13% nesse tipo de ambiente.

Nas áreas montanhosas, predominam a cobertura naturais (86%) e nas áreas forte-montanhosas são as pastagens com 67% de

cobertura. Essas áreas forte-montanhosas a onduladas com maiores atividades antrópicas (cobertura de pastagens) são as mais propensas à erosão, principalmente, devido à pouca de cobertura natural. Além disso, regiões montanhosas, intensificam o processo de convecção da chuva, potencializando a capacidade de geração de escoamento superficial (Kuksina et al., 2017). Nessas regiões a intensificação do uso e da ocupação sem planejamento favorecem a ocorrência de erosão hídrica em bacias hidrográficas de montanha (Kobiyama et al., 2018)

Suscetibilidade À erosão

As áreas com muito alta, alta e média suscetibilidade à erosão (Figura 5), correspondendo a 0.004%, 9% e 49% da área, tiveram maior expressividade em locais com formação de coberturas detrito lateríticas, que são constituídos por seixo, modelando o relevo. O solo do tipo Cambissolo, que são solos mais pedregosos e de rasos a profundos, favorecem a desagregação de partículas e, em relevos mais acidentados, se caracterizam por ser áreas instáveis, representando a ruptura do relevo, o que pode ocasionar casos de

erosões e escorregamentos. Além disso, o uso predominante é de pastagem e agricultura (muito alta: 100% pastagem; alta: 66% de pastagem e 21% de mosaico de agricultura e pastagem; média: 20% pastagem, 17% infraestrutura urbana e 11% mosaico de agricultura e pastagem), o que faz com que a suscetibilidade da erosão seja maior, pois o coeficiente de infiltração é menor do que o escoamento superficial, podendo elevar o potencial de erosão da área.

Nessas áreas, portanto, devem ser adotadas boas práticas conservacionistas para que sejam reduzidas a energia e a velocidade da água evitando processos erosivos, assoreamento dos canais de drenagem, inundação e contaminação das águas superficiais (Failache e Zuquette, 2018).

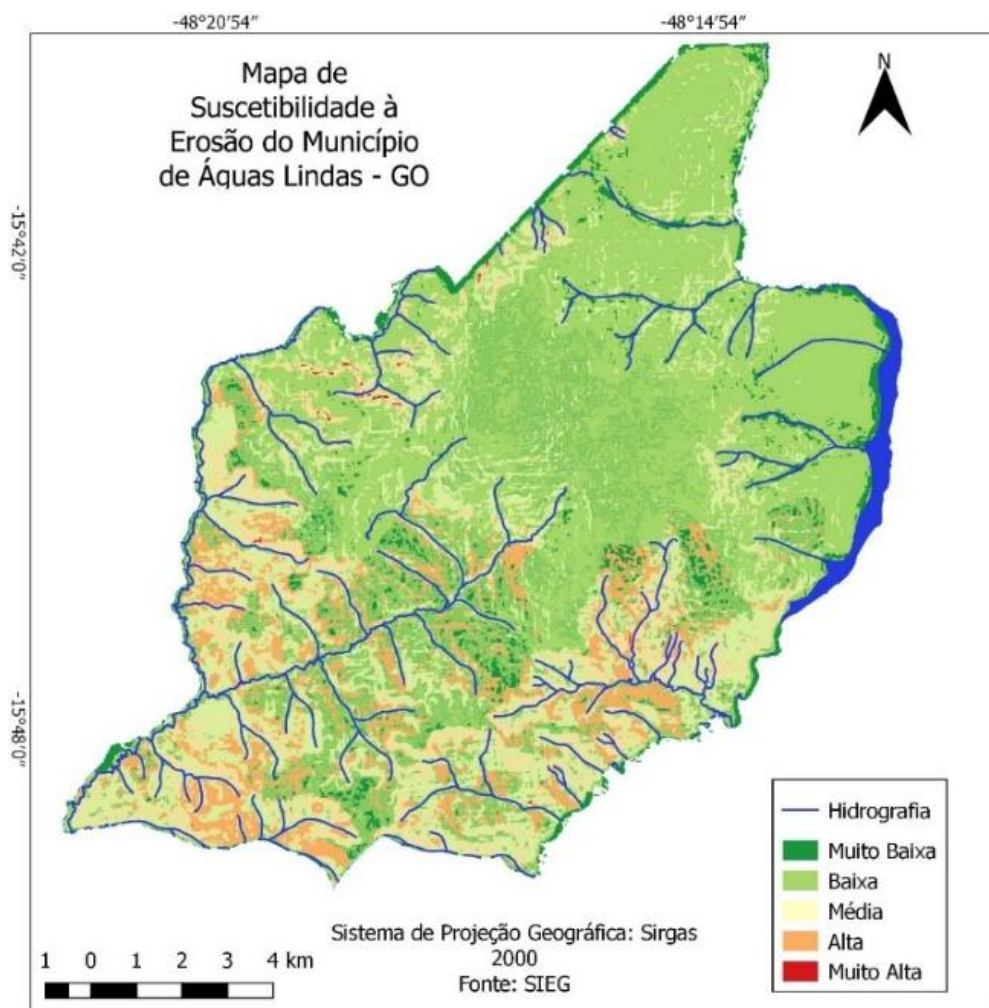


Figura 5. Suscetibilidade à erosão, Águas Lindas, Go.

Perda de solos

O município possui erosividade de forte a muito forte, com $7357 < R < 9.810$ MJ.mm/ha.h.ano, segundo a classificação de Carvalho (2008), as chuvas que caem no em Águas Lindas têm forte capacidade, em determinado local e momento, de causar erosão no solo sem cobertura. A espacialização dos dados de erosividade mostra que os maiores valores estão nas regiões de maior altitude, acima de 1200 metros (Figura 6).

Os resultados da erosividade da chuva estão totalmente relacionados à precipitação local e, quanto maior a precipitação, maior a erosividade da chuva, aumentando a probabilidade de causar erosão do solo (Amaral et al., 2020).

A distribuição das chuvas na região, aliada a implantação das culturas, é considerada como um período crítico, pois a combinação de alta erosividade com menor cobertura vegetal aumenta consideravelmente o potencial de erosão hídrica, sobretudo, se o preparo do solo ocorre em sistema

convencional. Para superar este período crítico e anemizar os efeitos da erosão é necessário a adoção

de manejo adequado do solo com práticas conservacionistas.

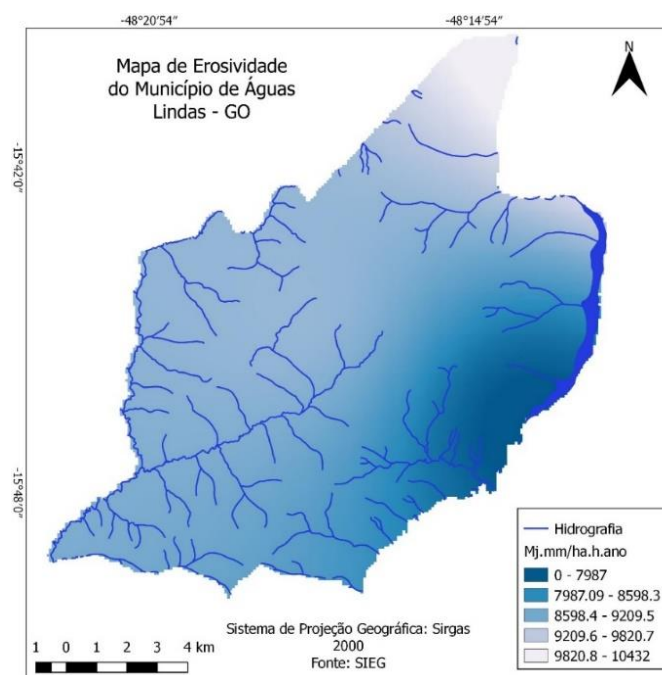


Figura 6. Erosividade das chuvas do Município de Águas Lindas – Fator R

Na análise da erodibilidade do solo (Figura 7), observa-se que os Cambissolos (com fator $K=0,024$) estão correlacionadas com maiores declividades (Figura 4) e altitudes, sobre relevo ondulado e forte ondulado, enquanto os latossolos estão mais relacionados com o relevo suave a suave

ondulado. No entanto, os latossolos vermelhos, apesar de apresentarem melhor resistência à erosão, em comparação aos cambissolos, também requerem manejo adequado com práticas conservacionistas, conforme a inclinação do terreno e o tipo de uso.

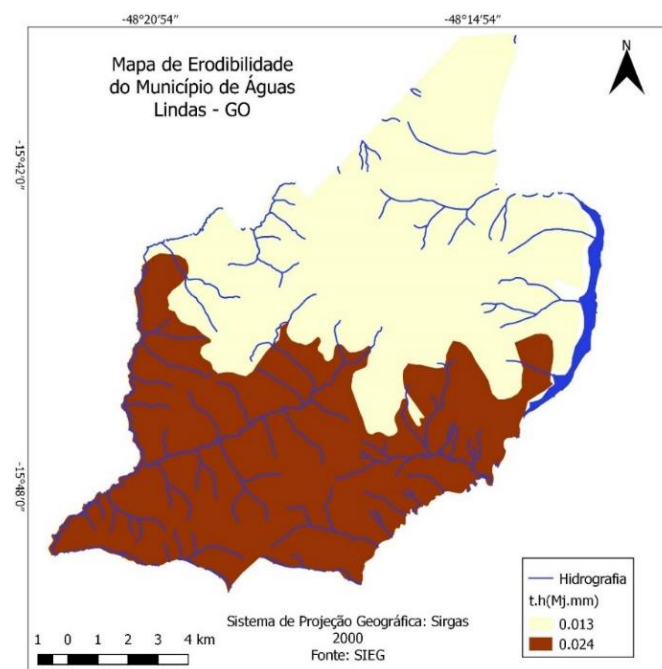


Figura 7. Erodibilidade do solo do Município de Águas Lindas – Fator LS

O fator LS, que representa o potencial topográfico de erosão hídrica laminar (Figura 8) possui valores variando de 0 a 16, com predominância de valor zero que representam as menores taxas de escoamento superficial e consequentemente menor erosão hídrica laminar.

Os locais com índice topográfico (Fator LS) localizam-se no inferior das vertentes e vales fluviais. Nos interflúvios, segmentos de alta vertente e topos apresentam um índice, em geral, menor que 4. As áreas que apresentaram o intervalo compreendido entre 4 e 8 predominam nas posições de média vertente.

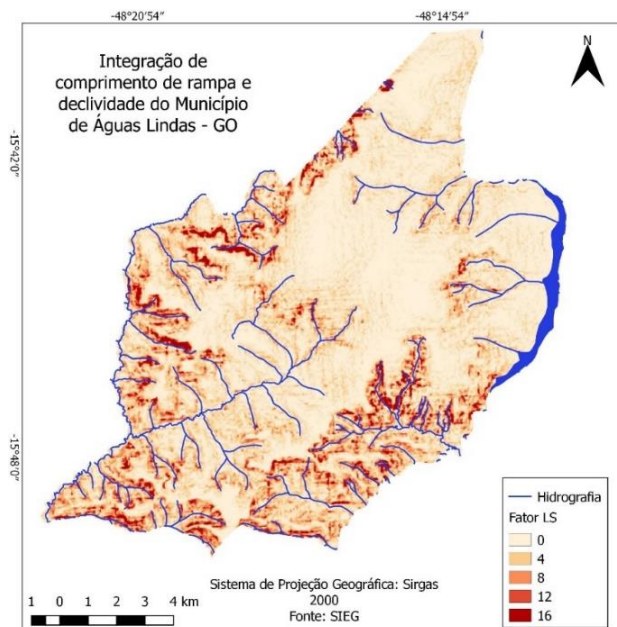


Figura 8. Potencial topográfico de erosão hídrica laminar do Município de Águas Lindas – Fator LS.

O mapa de uso e cobertura da terra do ano de 2017 indicou que o município apresenta atualmente mais áreas antrópicas do que cobertura natural (Figuras 2 e 3), contribuindo para o

aumento da estimativa de perda de solo. No caso de Águas Lindas, as maiores perdas de solo estão relacionadas à Agricultura e à Pastagem, com os maiores índices dos fatores C e P (Figura 9).

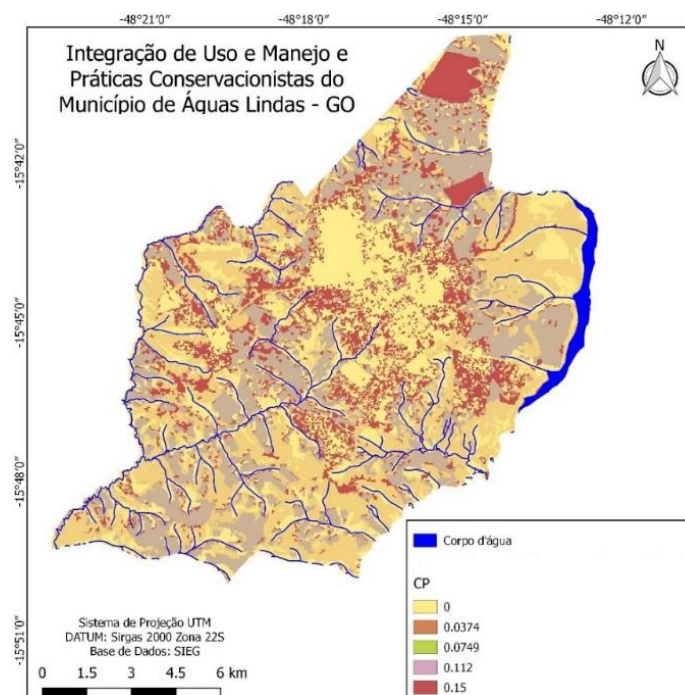


Figura 9. Uso, manejo e práticas conservacionistas do Município de Águas Lindas – Fator CP

As estimativas de perdas de solo (Figura 10), obtidas por meio da aplicação da equação universal de perdas de solo (USLE), mostra que os valores de perda de solos variam de 0 a 135 ton/ha.ano. Esses valores estão representados nas

cinco classes de intensidade de erosão propostas por Carvalho (2008). A Tabela 2 apresenta as classes de intensidade de erosão e a área que cada uma ocupa no Município de Águas Lindas de Goiás.

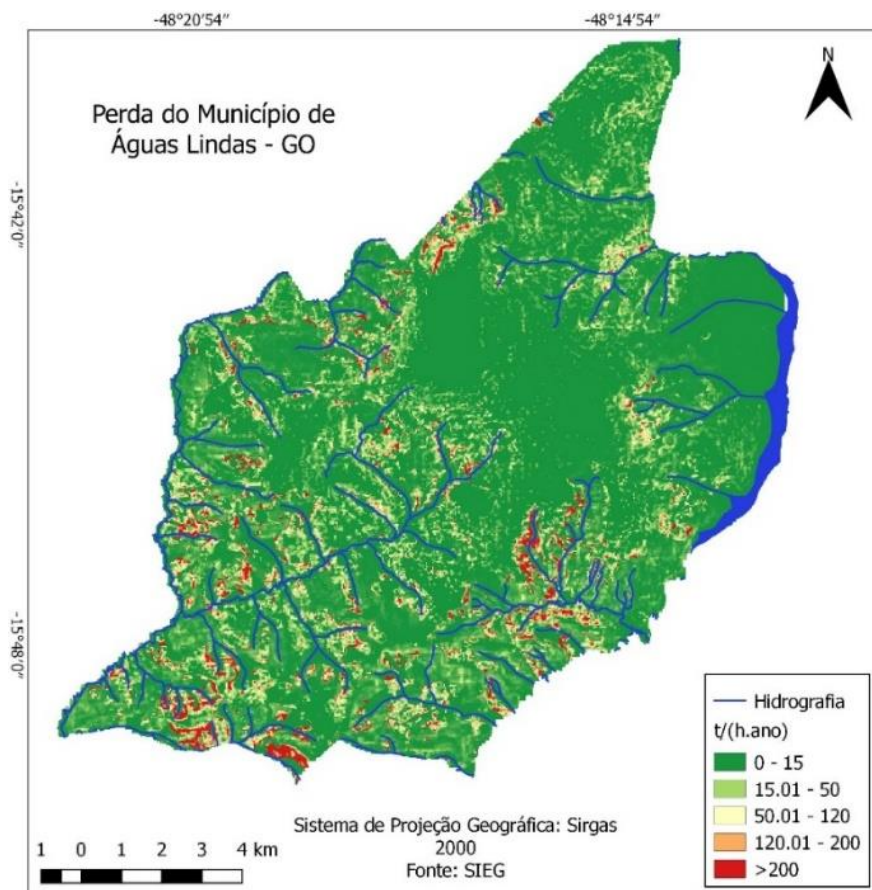


Figura 10. Estimativa de perda de solos do município de Águas Lindas

Tabela 2. Classes de intensidade de erosão e percentual de área ocupada no Município de Águas Lindas de Goiás.

| Classe de Intensidade ¹ | Perda de Solo (ton/ha.ano) | Área | |
|------------------------------------|----------------------------|-----------------|-----|
| | | Km ² | % |
| Nula a moderada | 0 - 15 | 147 | 76 |
| Média | 15.01 - 50 | 30,7 | 16 |
| Média a forte | 50.01 - 120 | 11 | 5,5 |
| Forte | 120.01 - 200 | 3 | 1,5 |
| Muito Forte | >200 | 2 | 1 |

¹ Fonte: adaptado de Carvalho (2008)

A análise dos dados permitiu observar que a classe nula a moderada ocupa maior parte do município, com 76% da área onde a estimativa de perda de solo por erosão é nula ou menor que 15,01 ton/ha.ano e apenas 8% apresentam estimativa de perda de solo igual ou superior a 50 ton/ha.ano.

Analisando o mapa de estimativa de perda de solos e a espacialização dos fatores erosividade da chuva (R), da erodibilidade do solo (K), da declividade e do comprimento de rampa (LS) e do uso, manejo e práticas conservacionistas (CP), observa-se que a espacialização das estimativas de perdas de solo no município de Águas Lindas está associada, sobretudo, ao fator topográfico (fator LS).

As áreas com média e média a forte estimativa de perda de solo estão mais relacionadas com a declividade e rupturas do relevo. Por outro lado, os locais com perda de solo forte e muito forte, estão relacionados principalmente com os mosaicos de agricultura e pastagem. São áreas que, devido à sazonalidade agrícola, encontram-se desprovidas de cobertura vegetal em certos períodos, ficando expostas à erosividade da chuva nos meses de verão e apresentam o fator topográfico variando entre 8 e 16.

No fator LS o que predominou foram os valores iguais a 0, com baixa declividade e comprimento de rampa; o CP foi influenciado pelos mosaicos de agricultura e pastagem, conforme estudo de Galdino et al. (2015); já o fator K foi influenciado pelo Cambissolo e o fator R foi o que menos influenciou no processo. Esses resultados corroboram com os de Lopes et al. (2009), Barbosa et al. (2015), Souza e Gasparetto (2012).

Para Amaral et al. (2020), o mapa de perdas de solo permite visualizar a distribuição espacial ao longo do município, facilitando o planejamento ambiental e a tomada de decisão para adequação das atividades. O mapa permite ainda identificação de pontos críticos e o direcionamento de esforços e a adoção de boas práticas agrícolas em locais mais suscetíveis ou afetados pela erosão do solo, informações também corroboradas por Xavier et al. (2019).

Gottstein e colaboradores (2019) afirmam que quantificar a perda de solo é importante para o planejamento ambiental, sendo ferramenta de subsídio para o manejo sobre o uso do solo e a gestão dos recursos ambientais. Assim, a USLE permitiu identificar áreas com perda pronunciada de solo, destacando as áreas onde devem ser reforçadas as práticas conservacionistas e o manejo adequado, devido à fragilidade específica do local,

demonstrando como cada fator influencia na redução das perdas.

Para Melo e Martins (2020), este tipo de estudo torna-se relevante para a compreensão da dinâmica de uso e ocupação e das variáveis ambientais, podendo auxiliar os gestores, produtores e a sociedade civil em geral na elaboração de políticas públicas para a gestão dos recursos naturais, além de gerar conhecimento científico sobre o Bioma Cerrado.

Conclusão e considerações finais

A perda de cobertura natural no município de Águas Lindas foi de 20% no período de 1985 a 2017, sendo as maiores modificações nas Formações Savânicas e Campestres. As pastagens e a infraestrutura urbana foram as que mais cresceram (10 e 8%). A suscetibilidade erosiva é muito forte, principalmente por 47% da área ~~ser~~ apresentar Cambissolo em relevo suave ondulado a ondulado, que aliados ao tipo de uso, representa uma perda de solo que varia de nula a forte (0 a 135 ton/ha.ano). As atividades agropastoris, industriais e urbana intensificaram o processo de degradação do solo.

Ao longo dos anos o processo desordenado de conversão das áreas naturais, sem o manejo adequado, aliado a alta suscetibilidade erosiva do município, vem provocando a compactação, a impermeabilização e a perda de solo. Essa compactação, impermeabilização e perda dos solos tem alterado as taxas de infiltração de água no solo e desestruturado nascentes e leitos de rios, afetando a qualidade da água dos mananciais e corroborando para os problemas ambientais e de abastecimento de água do DF.

Estes resultados são importantes na tomada de decisão para o planejamento conservacionista do uso da terra pelos produtores rurais, órgãos de extensão rural e gestores ambiental, bem como para otimizar a fiscalização nas formas de uso e ocupação do solo, e pode ser usado como ferramenta para a sensibilização da comunidade, contribuindo para o bem socioeconômico e ambiental.

Agradecimentos

Ao apoio logístico da Embrapa e ao financiamento do projeto SEG-Embrapa (Sustentabilidade em casas tradicionais de matriz africana do DF e entorno: segurança alimentar e nutricional, agroecologia e conservação dos recursos naturais) e ao Jeferson Lopes de Oliveira, pelo apoio na coleta e discussão dos dados.

Referências

- Agência Nacional de Águas. HidroWeb: sistemas de informações hidrológicas. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/apresentacao.jsf>. Acesso em: 10.01.2019.
- Amaral, L.K.; Cadorin, S.B.; Voltar, A.J.; Szymanski, F.D.; Corseuil, C.W. 2020. Estimation of soil loss by the USLE model in a mountain basin in the south of Santa Catarina state, Brazil. REGET, 24, e.20.
- Araújo, G. H. S.; Almeida, J. R.; Guerra, A. J. T. 2013. Gestão Ambiental de áreas degradadas. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. p. 322.
- Atlas Brasil. Águas Lindas de Goiás, GO. 2013. Disponível em: http://www.atlasbrasil.org.br/2013/pt/perfil_m/5354#caracterizacao. Acesso em 02.01.2019.
- Barbosa, A. F.; Oliveira, E. F.; Míoto, C. L.; Paranhos Filho, A. C. 2015. Aplicação da Equação Universal de Perda do Solo (USLE) em Softwares Livres e Gratuitos. Anuário do Instituto de Geociências, 38, 170-179.
- Bertoni, J. Lombardi, F. N. 1999. Conservação do Solo. São Paulo-SP, Ícone 4º Ed.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. 2015. Mapeamento do uso e cobertura do Cerrado: Projeto TerraClass Cerrado 2013/mma/sbf. Brasília: MMA, 2015. 67p. il. color + mapa. Acesso em: 01.abril.2016.
- Brito, G.Q. et al. 2019. Efeitos da conversão de floresta ripária em pastagem sobre as propriedades físico-hídricas do solo. Espaço & Geografia, 22, 73:89.
- Calderano Filho, B.; Bering, S. B.; Calderano, S. B.; Guerra, J. A. T. 2014. Suscetibilidade dos Solos à Erosão na Microbacia do Córrego Fonseca, Região Serrana do Estado do Rio de Janeiro. In: Simpósio Regional De Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto, 7., Aracaju. Geotecnologias: inovações e desenvolvimento: anais. Aracaju: UFS, 2014. 571-576.
- Carvalho, N.O. 2008. Hidrossedimentologia. Rio de Janeiro: CPRM – Companhia de Pesquisa em Recursos Minerais, 600 p.
- Costa, C. D. O; Temóteo, A. S; Zimback, C. R. L. 2009. Caracterização de uma bacia hidrográfica quanto a suscetibilidade a erosão, utilizando técnicas de geoprocessamento. In: Anais XIV Simpósio Brasileiro De Sensoriamento Remoto, 14. Natal: INPE, 25-30/abril/09, 3689-3695.
- Couto Júnior, A. F.; Carvalho Júnior, O. A.; Martins, É. S.; Souza, V. V.; Farias, M. F.; Encinas, J. I. 2007. Relação entre uso e ocupação do solo e os aspectos geomorfológicos no município de Águas Lindas de Goiás. Espaço & Geografia, 10, 125-141.
- Cprm/Sic-Sgm. 2008. Geologia do Estado de Goiás e do Distrito Federal. Texto explicativo do mapa geológico. Escala 1:500.000. Goiânia-GO.
- Dardenne, M. A. 2000. The Brasília Fold Belt. In: Cordani, U. G. Milani, E. J. Thomaz Filho, A. Campos, D. A. (org). Tectonic Evolution of South America. 1 Ed. V. único. Rio de Janeiro-RJ.
- Embrapa. 1979. Empresa Brasileira De Pesquisa Agropecuária - Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Rio de Janeiro, RJ. Reunião Técnica de Levantamento de Solos. 83p. Rio de Janeiro.
- Failache, M.F. & Zuquette, L.V. 2018. Geological and geotechnical land zoning for potential Hortonian overland flow in a basin in southern Brazil. Engineering Geology, 246, 107-122.
- Farias, M.F.R. 2014. Análise evolutiva da paisagem: estudo de caso da região oeste do Distrito Federal e Águas Lindas de Goiás. Universitas Humanas, Brasília, 11, 31-36.
- Galdino, S.; Sano, E. E.; Andrade, R. G.; Grego, C. R.; Nogueira, S. F.; Bragantini, C.; Flosi, A. H. G. 2015. Large-scale modeling of soil erosion with rusle for conservationist planning of degraded cultivated brazilian pastures. Land Degradation & Development.
- Gottstein, P.; Borges Junior, M. A.; Arantes, E. J. 2019. Uso de sistema de informação geográfica para determinação do potencial erosivo de bacias hidrográficas: estudo de caso na bacia do Rio do Campo/PR. Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais, 10, 352-367.
- IBGE– Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística. Censo Demográfico 2010. Rio de Janeiro: IBGE, 2010. Disponível em: <<http://censo2010.ibge.gov.br>>.
- Klink, C.A.; Machado, R.B. 2005. A conservação do Cerrado Brasileiro. Megadiversidade, São Paulo, 1, 147-155.
- Kobiyama, M. ; Goerl, Rf; Fan, Fm; Corseuil, Cw; Michel, Gp; Dulac, Vf 2018. Abordagem integrada para gerenciamento de desastre na região montanhosa com ênfase no fluxo de detritos. Revista de Gestão e Sustentabilidade Ambiental, 7, 31-65.
- Kuksina, Lv; Golosov, Vn; Kuznetsova, Ys. 2017. Inundações em Montanhas: Estado do Conhecimento, Ocorrência, Fatores de Formação. Geografia e Recursos Naturais, 38, 20-29.
- Latrubesse, E. M. Carvalho, T. M. 2006.

- Geomorfologia do Estado de Goiás e Distrito Federal Série Geologia e Mineração. Número 2. Secretaria de Indústria e Comércio. Superintendência de Geologia e Mineração. Goiânia.
- Lima, J. E. F. W. ; Silva, E. M. 2008. Análise da situação dos recursos hídricos do Cerrado com base na importância econômica e socioambiental de suas águas. In: IX Simpósio Nacional de Cerrado e II Simpósio Internacional de Savanas Tropicais, 2008, Brasília - DF. Anais do IX Simpósio Nacional de Cerrado e II Simpósio Internacional de Savanas Tropicais. Planaltina - DF: Embrapa Cerrados.
- Lombardi Neto F.; Moldenhauer W.C. 1980. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com perdas de solo em Campinas, SP. In: Encontro Nacional De Pesquisa Sobre Conservação Do Solo, 3., 1980, Recife: UFRPE, 28 de julho a 01 de agosto/1980, Anais... 158.
- Lopes, J. A. A.; Bias, E. S.; Ribeiro, R. J. C. 2009. Aplicação da USLE para avaliação de perdas de solo no município de Águas Lindas de Goiás – GO. Geografia, 34, 347-369.
- Magalhães, I. A. L.; Nery, C. V. M.; Zanetti, Sidney Sára. Pena, F. E. R.; Avelino, R.C; Santos, A. R. 2012. Uso De Geotecnologias para Estimativa de perda Solo e Identificação das Áreas Susceptíveis a Erosão Laminar na Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Vieira, Município de Montes Claros, MG. Cadernos de Geociências, 9.
- MapBiomias. 2020. Relatório Anual do Desmatamento no Brasil 2019 – 2020, 49 páginas. Disponível em: <http://alerta.mapbiomas.org>. Acesso em: jul. 2020.
- McDonald, R.I., Mansur, A.V., Ascensão, F. et al. 2019. Research gaps in knowledge of the impact of urban growth on biodiversity. Nat Sustain.
- Melo, A.C.A.; Martins, P.T.A. 2020. Contribuição das áreas de proteção ambiental na conservação do Cerrado. Revista de Geografia, 37.
- Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A. B; Kent, J. 2000. Biodiversity Hotspots for Conservation Priorities. Nature, 403, 853-8.
- Oliveira, C.S.; Lopes, F.J. 2008. Crescimento populacional da cidade de Águas Lindas de Goiás, suas consequências sociais para o distrito federal. Caminhos de Geografia, 9, 156 – 163.
- Oliveira, E. M. 2018. O significado do processo de modernização agrícola e os impactos ambientais em áreas de cerrado. Revista Cerrados, 16, 40-58.
- Paranhos Filho, A.C. 2000. Análise geo-ambiental multitemporal: o estudo de caso da região de Coxim e da Bacia do Taquarizinho (MS – Brasil). 2000. Tese de Doutorado Pós-Graduação em Geologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 213p.
- Pinese Júnior, J., & Rodrigues, S. 2012. O método de análise hierárquica – AHP – como auxílio na determinação da vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do Rio Piedade (MG). Revista do Departamento de Geografia, 23, 4-26.
- Projeto Mapbiomas. 2018. - Coleção 3 da Brazilian Land Cover & Use Map Series. Disponível em: <http://mapbiomas.org/pages/downloads>. Acesso em: 02.out.2018.
- Ramos, M.R.; Fuizzo, J.V.M.; Lima, L.F.A.; Santos, D.M.A; Uhlmann, A. 2018, Potencial de uso dos solos da fazenda agroecológica de Palmas – TO. Cultura Agrônômica, 27, 366-377.
- Ross, J. L.S 2005. Geomorfologia: Ambiente e Planejamento. 8 ed. São Paulo: Contexto, (Repensando a Geografia),
- Saaty, T. 1991. Método de Análise Hierárquica. São Paulo: McGraw-Hill.
- Sala, E. O.; Chapin Iii, F. S.; Armesto, J. J. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. Science, 287, 1770-1774.
- Salomão, F.X.T. 1999. Controle e prevenção dos Processos Erosivos. In Guerra, A.J.T.; SILVA, A.S.; Botelho, R.G.M. (orgs). Erosão e Conservação dos Solos: Conceitos, Temas e Aplicações. Rio de Janeiro.
- Sano, E. E.; Rosa, R.; Brito, J. L.; Ferreira, L. G. 2010. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. Environmental Monitoring and Assessment, 166, 113-124.
- Sano, E.E. et al. 2019. Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. Journal of Environmental Management, 232, 818–828.
- SIEG – Sistema Estadual de Geoinformações do Goiás. Download de dados shapefile. Disponível em: www.sieg.go.gov.br Acesso em 13/12/2018.
- Silva, E.M.F. et al. 2019. Um novo ecossistema: florestas urbanas construídas pelo Estado e pelos ativistas. Estud. av. 33.
- Silva, F. A. M. Da; Evangelista, B. A. Zoneamento de risco climático para a semeadura simultânea do Milho (*Zea mays* L.) e da Braquiária (*Brachiaria brizantha* Syn. *Urochloa brizantha*) no Estado de Goiás e no Distrito Federal. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2016. 46 p. (Embrapa Cerrados. Boletim de Pesquisa e

- Desenvolvimento, 333).
- Silva, G. G; Oliveira, L. N. 2015. Análise da suscetibilidade e potencial à erosão laminar no município de São Miguel do Araguaia, GO. In: Simpósio Brasileiro De Sensoriamento Remoto, 17, João Pessoa: INPE, 25-29/abril/15, 6511-6518.
- Silva, J.M.C.;J.M. 2002. Bates. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. Bioscience. 52, 225-233.
- Silva, W. G; Machado, V. M; Chagas, M. V. S; Flores, W. M. F. 2016. Suscetibilidade a erosão utilizando o processo de análise hierárquica (AHP) e sistema de informação geográfica. Revista Cerrado Agrociências, 7, 66-78.
- Simonetti, V.C.; Silva, D.C.C.; Oliveira, R.A.; Sabonaro, D.Z.; Rosa, A.H. Análise da suscetibilidade do solo a processos erosivos do parque natural municipal corredores de biodiversidade (PNMCBIO) de Sorocaba (SP). R. Ra'e Ga, v.44, p. 169 -180 , 2018.
- Smith, P.; House, J. I.; Bustamante, M.; Sobocká, J.; Harper, R.; Pan, G.; West, P. C.; Clark, J. M.; Adhy, T.; Rumpel, C.; Paustian, K.; Kuikman, P.; Cotrufo, M. F.; Elliott, J. A.; McDowell, R.; Griffiths, R. I.; Asakawa, S.; Bondeau, A.; Jain, A. K.; Meersmans, J.; Pugh, T. A. M.; Global change pressures on soils from land use and management. Global Change Biology, v.22, p. 1008-1028, 2016.
- Souza, A.R.; Dupas, F.A.; Drummond, I.N; Costa, C.W. Zoneamentos da vulnerabilidade ambiental e expectativa de perda de solo: é possível usar a USLE na determinação de vulnerabilidade ambiental? Geociências, v. 38, n. 4, p. 1105 - 1119, 2019a.
- Souza, C.L.F.; Oliveira, R.B.; Mustafé, D.N.; Nunes, K.A.C.; Morais, E.M.B. o cerrado como o “berço das águas”: potencialidades para a educação geográfica. Revista Cerrados, v. 17, n. 1, p. 86-113, 2019b.
- Souza, J. L. L. L; Borges, I. G. M; Santos, R. L. 2015. Avaliação da eficiência do modelo AHP na análise de vulnerabilidade a erosão do município de Morro do Chapéu, BA. In: Anais Simpósio Brasileiro De Sensoriamento Remoto, 17, João Pessoa: INPE, 25-29/abril/15, p. 5042-5049.
- Souza, J.C.; Martins, P.T.A.; Druciaki, V. P. 2020. Uso e cobertura do solo no Cerrado: panorama do período de 1985 a 2018. Élisée, Rev. Geo, 9, e922020.
- Souza, V.; Gasparetto, N.V.L. 2012. Aplicação da equação universal de perdas de solo (EUPS) na bacia do córrego Pinhalzinho Segundo, noroeste do Paraná. Revista Brasileira de Geomorfologia, 13, 267-278.
- Stein, D. P, Donzelli, P. L.; Gimenez, F. A.; Ponçano, E. L; Lombardi Neto, F. 1987. Potencial de Erosão Laminar, Natural e Antrópica na Bacia do Peixe-Paranapanema. In: Simpósio Nacional de Controle De Erosão, 4., 1987, Marília, Anais... São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental, 105-135.
- Strassburg, B. B., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R. Soares-Filho, B. 2017. Moment of truth for the Cerrado hotspot. Nature Ecology & Evolution, 1(4):99. doi: 10.1038/s41559-017-0099.
- USGS - United States Geological Service. 2016. Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) 1 Arc-Second Global. 2015. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso em: 18.set.2016.
- Wischmeier, W.H.; Smith, D.D. 1978. Predicting rainfall erosion losses: a guide planning. Washington, DC: USDA/ARA.
- Xavier, J.P.S. et al. 2019. Estimativa da erosividade da chuva por diferentes métodos e seu impacto na equação universal de perdas de solo, no semiárido pernambucano. Revista Brasileira de Geografia Física, 12, n.03, 859-875.